



HAL
open science

Essai de la dendrochimie sur le Frêne de Pennsylvanie pour la datation d'événements de contamination en zone riveraine (Sud du Québec, Canada)

Diane Saint-Laurent, Julien St-Laurent, Patricia Duplessis, Francis Baril

► To cite this version:

Diane Saint-Laurent, Julien St-Laurent, Patricia Duplessis, Francis Baril. Essai de la dendrochimie sur le Frêne de Pennsylvanie pour la datation d'événements de contamination en zone riveraine (Sud du Québec, Canada). *Revue forestière française*, 2009, 61 (4), pp.403-420. 10.4267/2042/30549 . hal-03449770

HAL Id: hal-03449770

<https://hal.science/hal-03449770>

Submitted on 25 Nov 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

ESSAI DE LA DENDROCHIMIE SUR LE FRÊNE DE PENNSYLVANIE POUR LA DATATION D'ÉVÉNEMENTS DE CONTAMINATION EN ZONE RIVERAINE (SUD DU QUÉBEC, CANADA)

DIANE SAINT-LAURENT – JULIEN ST-LAURENT – PATRICIA DUPLESSIS – FRANCIS BARIL

Plusieurs zones riveraines laissées en friche ou partiellement boisées sont aujourd'hui dégradées et polluées par divers contaminants qui résultent de plusieurs années de pollution, causées par les rejets industriels, urbains et agricoles. Les terrains forestiers ou agroforestiers situés en bordure des rives n'ont pas été épargnés par la pollution et on trouve aujourd'hui des traces de contaminants dans les sols alluviaux (Saint-Laurent *et al.*, 2008a, 2008b). Les activités de nature industrielle, urbaine ou même agricole ont généré parfois de graves problèmes de contamination tout autant dans les sédiments que les sols des milieux riverains. L'utilisation croissante de produits pétroliers et d'autres contaminants (métaux lourds, biphényles polychlorés, hydrocarbures aromatiques polycycliques) s'ajoutent aussi comme autres sources additionnelles de pollution de l'environnement (BRGM, 2001).

Depuis les dix dernières années, on voit se multiplier des travaux de recherche qui utilisent les méthodes dendrochimiques pour établir la datation des événements de pollution qui, *a priori*, sont souvent mal documentés. Ces travaux montrent que les cernes de croissance des arbres peuvent servir d'indicateurs environnementaux ou "d'archives environnementales" pour détecter les contaminants présents dans les sols et les aquifères, et que ces événements de contamination peuvent être datés par l'analyse chimique des cernes de croissance. Bien que l'analyse dendrochimique permette de détecter à travers les cernes divers contaminants dans l'environnement immédiat de l'arbre, il reste que certains auteurs sont plus critiques concernant cette méthodologie (Hagemeyer, 1993 ; Lévy *et al.*, 1996 ; Bindler *et al.*, 2004). Ceux-ci soulèvent notamment le problème de translocation radiale entre les cernes de croissance et les délais d'absorption des métaux par l'arbre. En fait, plusieurs facteurs peuvent avoir une influence sur la concentration des divers contaminants enregistrés par l'arbre, dont le phénomène de mobilité radiale des éléments chimiques dans les cernes (Cutter et Guyette, 1993), la biodisponibilité et la nature des métaux dans le sol (Hagemeyer, 1993 ; Smith et Shortle, 1996), et les conditions édaphiques et hydriques (Kabata-Pendias, 2004).

Dans la littérature actuelle, la plupart des travaux en dendrochimie font référence à des cas de contamination par les métaux lourds détectés dans les cernes des arbres (Bindler *et al.*, 2004 ; Padilla et Anderson, 2002 ; Savard *et al.*, 2006), et d'autres utilisent cette méthode pour détecter la contamination des sols ou des nappes phréatiques par les hydrocarbures (Yanosky *et al.*, 2001 ; Vrobleksy *et al.*, 2004).

En regard à ces différents travaux, cette étude utilise la dendrochimie comme outil d'analyse pour tenter d'identifier et dater des événements de contamination. Nos travaux de terrain nous ont conduit à analyser des contaminants le long des berges des rivières Saint-François et Massawippi, dont des métaux lourds et des couches d'hydrocarbures (Saint-Laurent *et al.*, 2008a). Une partie de ces contaminants a été absorbée par le système racinaire des arbres riverains et se détecte par la concentration élevée de certains métaux dans les cernes de croissance (St-Laurent *et al.*, 2007). Notre attention porte plus particulièrement sur les événements de contamination (déversements de produits pétroliers) qui se seraient produits dans les années 1950 et 1960, selon les documents consultés. Il s'agirait de deux déversements distincts qui se seraient produits en octobre 1955 et en mai 1963 sur la rivière Saint-François, bien qu'aucune précision sur la nature et l'origine de ces déversements ne soit mentionnée. Pour cette étude, on privilégie l'utilisation du plomb (Pb), ainsi que les principaux métaux lourds (Al, As, Cd, Cu, Ni et Zn) qui sont souvent associés aux produits pétroliers et industriels. Étant donné que des traces d'hydrocarbures (C_{10} - C_{50}) ont été observées sur plusieurs kilomètres de berges, il nous apparaît pertinent d'utiliser le plomb comme indicateur chronologique additionnel dans l'analyse des cernes des arbres. Mentionnons que des additifs au plomb (tétraéthyle et tétraméthyle) étaient encore utilisés comme antidétonants dans les carburants automobiles avant les années 1990 au Canada (Gouvernement du Canada, LCPE, 1990)⁽¹⁾.



Site d'échantillonnage du secteur de Massawippi. Mesure et échantillonnage des frênes de Pennsylvanie (*Fraxinus pennsylvanica*) sur la rive gauche en aval de Capelton (16 mai 2006)

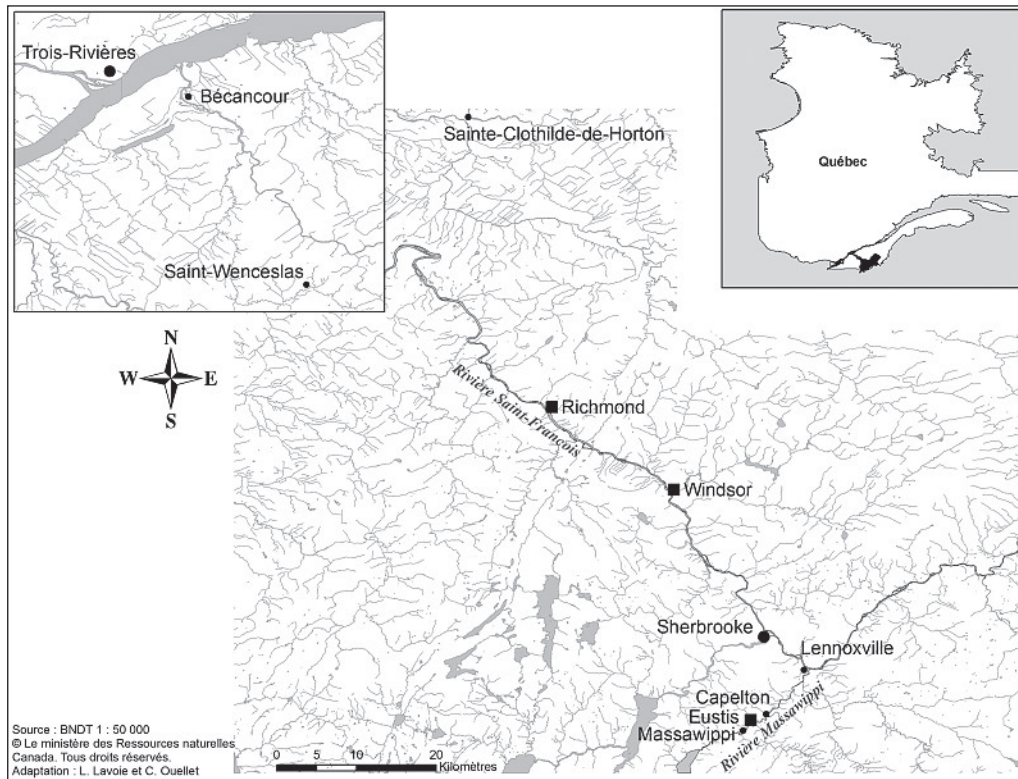
(1) En 1990, l'utilisation du plomb dans les essences automobiles a été interdite au Canada en vertu des directives de la loi canadienne sur la protection de l'environnement (Gouvernement du Canada, LCPE, 1990). En Europe, la réduction du plomb dans les essences a débuté dans le milieu des années 1980, et plus tard, en 1990, des mesures prohibitives ont été adoptées par le Parlement européen pour interdire son usage (directives 98/69/CE et 98/70/CE).

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Sélection des secteurs d'étude

Les secteurs d'étude sont localisés dans le bassin hydrographique de la rivière Saint-François qui couvre une superficie d'environ 10 230 km² (figure 1, ci-dessous). Ce vaste bassin occupe le centre-sud du Québec, limité à l'ouest par le bassin de la rivière Yamaska et à l'est par celui de la rivière Chaudière. Parmi nos secteurs d'étude, deux sont localisés en bordure de la rivière Saint-François (sites de Windsor et Richmond), et un autre sur la rive gauche de la rivière Massawippi, en aval d'anciens sites miniers (Capelton-Eustis). Mentionnons que ces deux rivières circulent le long de berges boisées et traversent aussi des zones agricoles et urbaines. Ces rives boisées sont dominées par des peuplements d'Érable argenté (*Acer saccharinum* L.), de Peupliers (*Populus deltoides* Marsh. et *Populus grandidentata* Michx.) et de Frêne de Pennsylvanie (*Fraxinus pennsylvanica* Marsh.). Ces peuplements sont généralement jeunes, moins de 50 ans, mais on trouve des individus plus âgés dont des frênes qui peuvent atteindre plus de 80 ans (photo, p. 404). Nos sites d'échantillonnage occupent des basses terrasses (1 à 2 mètres de hauteur) formées de sols alluviaux récents. Ces sols sont classés parmi les régosols cumuliques, les régosols gleyifiés, les régosols et les brunisols (Lavoie *et al.*, 2006). Les basses terrasses sont régulièrement affectées par des crues qui contribuent à édifier progressivement ces zones alluviales par l'apport de sédiments fins (Lavoie *et al.*, 2006).

FIGURE 1 LOCALISATION DES SECTEURS D'ÉTUDE DE WINDSOR, RICHMOND ET MASSAWIPPI DANS LE BASSIN DE LA RIVIÈRE SAINT-FRANÇOIS ET AUTRES SITES D'ÉCHANTILLONNAGE (Sud du Québec)



Recensement des événements de contamination

Pour tenter de trouver l'origine des couches contaminées par des hydrocarbures observées dans les berges des rivières Saint-François et Massawippi, une recherche des événements reliés à des cas de pollution a été réalisée à partir de diverses sources documentaires, dont des rapports gouvernementaux, des documents d'archives et des journaux indexés. Bien qu'il existe de nombreux rapports ministériels sur la contamination et le suivi de la qualité des eaux des rivières Saint-François et Massawippi (Painchaud, 2007), on ne trouve aucun document faisant référence à la contamination des berges de ces rivières, sauf une mention très brève sur les sédiments contaminés du lit de la rivière Massawippi dans le secteur Eustis et Capelton (Berryman *et al.*, 2003). Les journaux indexés ont été passés en revue et deux articles se référant à des cas de pollution ont été recensés dans les journaux régionaux. Les événements auraient eu lieu en octobre 1955 et en mai 1963⁽²⁾ sur la rivière Saint-François. Bien que l'origine de la pollution ne soit pas mentionnée, tout porte à croire qu'elle proviendrait de déversements accidentels, ou volontaires, de produits pétroliers (essences, huiles usées, etc.) dont le point d'origine serait l'ancien site minier Eustis, situé en bordure de la rivière Massawippi. C'est en effet à partir de ce site qu'on retrace les premières couches contaminées par des hydrocarbures dans les berges de la rivière (figure 2, ci-dessous). Mentionnons que la mine Eustis, après sa fermeture en

1939, est restée longtemps un site orphelin, sans surveillance, comme plusieurs autres sites à résidus miniers abandonnés après leur fermeture. Il est donc probable que ce site ait été le lieu de déversements illégitimes. Aussi, en raison du passé industriel de toute cette région (mines, industries lourdes, pâtes et papiers,



FIGURE 2
SOL CONTAMINÉ AVEC LA PRÉSENCE D'UNE COUCHE D'HYDROCARBURES (C₁₀-C₅₀) À LA BASE DU PROFIL (rive droite de la rivière Massawippi en aval de la mine Eustis)

(2) *La Tribune*, Sherbrooke, 25 octobre 1955. « La rivière Saint-François, polluée sur une distance de 45 milles ». *La Tribune*, Sherbrooke, 17 mai 1963. « La rivière Saint-François est couverte de grandes mares d'huile - Origine inconnue ».

textiles, etc.), il est fort probable que de nombreux cas de déversements polluants aient pu se produire le long de ces rivières, mais que ceux-ci n'aient pas été recensés dans les rapports gouvernementaux ou la presse écrite.

ÉCHANTILLONNAGE ET TRAITEMENT DES DONNÉES

Prélèvement des carottes d'arbres

Pour réaliser les analyses dendrochronologiques et dendrochimiques, sept spécimens de Frêne de Pennsylvanie (*Fraxinus pennsylvanica* Marsh.) ont été échantillonnés au sein des sites d'étude, le long des rives affectées par la contamination aux hydrocarbures (C_{10} - C_{50}) et métaux lourds. Le choix du Frêne de Pennsylvanie qui occupe de préférence les milieux humides a été privilégié face à celui de l'Érable argenté, en raison de son bois dur et de sa structure anatomique qui répond mieux aux critères de l'analyse dendrochimique (Cutter et Guyette, 1993 ; Hagemeyer, 1993). Le Frêne aurait une diffusion latérale (translocation radiale) plus limitée que celle de l'Érable par exemple. Le nombre de spécimens sélectionnés (7 au total) est restreint en raison de la difficulté de trouver des individus de la même espèce suffisamment âgés pour couvrir la période de pré-contamination, soit avant la date de 1955. Les individus les plus âgés (plus de 60 ans) sont rares et présentent souvent des pourritures dans la portion centrale du duramen, rendant impossible leur utilisation pour la dendrochimie.

La sélection des sites a été établie suivant l'axe de contamination qui débute de la mine Eustis, en bordure de la rivière Massawippi, jusqu'au site de Richmond sur la rivière Saint-François. L'arbre témoin a été sélectionné sur le site de Richmond en dehors de la zone de contamination, afin de comparer ces résultats avec ceux des six autres arbres de la même espèce. Pour chacun des sites d'échantillonnage, les carottes ont été prélevées des arbres à l'aide d'une tarière de Pressler, à la hauteur de 1,0 à 1,50 m du sol et suivant les quatre points cardinaux, afin d'obtenir des échantillons représentatifs du spécimen. Pour effectuer les analyses dendrochimiques, un deuxième groupe d'échantillons a été prélevé sur les sept spécimens selon la même procédure. Pour chacun des prélèvements, la tarière a été rincée et nettoyée avec de l'éthanol (C_2H_5OH) afin d'éviter toute contamination entre les échantillons. Par la suite, les échantillons ont été remisés dans des tubes de plastique percés pour permettre l'aération et ensuite conservés dans un réfrigérateur en vue des analyses en laboratoire.

Analyses des cernes en laboratoire

Les échantillons des carottes ont été numérotés et séchés sur des supports de bois, et puis poncés et polis pour faciliter la lecture des cernes de croissance avec une loupe binoculaire (40 x). Par la suite, les échantillons ont été acheminés dans un laboratoire externe⁽³⁾ pour compléter les analyses dendrochronologiques. La mesure des cernes de croissance a été effectuée au moyen d'un micromètre UniSlide (Velmex), combiné à un compteur numérique (AcuRite III) et relié à un système d'acquisition (QC-1000 Metronics Inc.) pour le traitement des données sur ordinateur. Les données dendrochronologiques ont permis de sélectionner les individus les plus âgés afin d'obtenir une série chronologique pré- et post-contamination. Pour les analyses dendrochimiques, les cernes de croissance ont été découpés individuellement sous une loupe binoculaire (40 x) avec une lame affilée. Les échantillons sont regroupés par année de croissance et déposés dans des contenants de plastique pour être analysés dans un laboratoire spécialisé (Delta-Lab, CGC-Q). Dans une première étape, les échantillons sont mis en solution acide (HNO_3

(3) Laboratoire de dendrochronologie et de dendrogéochimie, Commission géologique du Canada (CGC-Québec).

et HF) et ensuite soumis à un système de chromatographie à combustion (ICP-MS) pour détecter la concentration en métaux lourds des échantillons. Les cernes de croissance ont été analysés individuellement de 1942 à 1971, et par doublet à partir de 1972 (1972-1973, 1974-1975, etc.). Étant donné que le but premier des analyses dendrochimiques était de dater les événements de contamination associés aux événements de contamination recensés dans les journaux (1955 et 1963), les analyses se sont principalement concentrées sur la période pré- et post-contamination, soit de 1942 à 1971, ce qui explique l'analyse des cernes par doublet après cette période.

Analyses des sols contaminés par des hydrocarbures

Outre l'analyse dendrochimique, des analyses de sols ont été effectuées sur des échantillons (5 au total) prélevés directement des couches d'hydrocarbures contenus dans les profils localisés dans nos sites d'étude. Le prélèvement des sols contaminés s'est fait à l'aide d'une truelle et les échantillons ont été déposés dans un bac de plastique et ensuite homogénéisés. Les échantillons ont été ensuite placés dans des contenants stérilisés et réfrigérés sur place. En laboratoire, les sédiments contaminés ont d'abord été déshydratés à l'aide de sulfate de magnésium ($MgSO_4$) à 105°C, et ensuite, les hydrocarbures ont été extraits des sédiments avec de l'hexane (qualité Omnisolv) à l'aide d'un bain à ultrason. Du gel de silice (SiO_2 , grade 62) était ensuite ajouté à l'extrait afin d'absorber la totalité des substances polaires. Les sédiments restant étaient finalement analysés par chromatographie en phase gazeuse (colonne chromatographique capillaire de type DB-1), couplée à un détecteur à ionisation de flammes (GC-FID) (protocole Biolab DD202-2004). La concentration des hydrocarbures présents dans l'échantillon était déterminée en comparant la surface totale de l'ensemble des pics résolus et non résolus se situant entre $n-C_{10}$ et $n-C_{50}$ avec la courbe d'étalonnage établie dans les mêmes conditions à l'aide d'un système informatisé de traitement de données (Totalchrom/Perkin Elmer). La limite de détection des hydrocarbures C_{10} - C_{50} est de 60 mg/kg de matière sèche et la précision de la méthode est évaluée à 96 %. Ces analyses ont été réalisées par des laboratoires spécialisés dans l'analyse des sols contaminés⁽⁴⁾. Des échantillons de sols ont aussi été prélevés dans les couches contaminées (hydrocarbures) pour déterminer la concentration en métaux lourds, la texture des sols, leur pH ainsi que la teneur en carbone organique totale (COT). Pour l'analyse des métaux lourds, les échantillons ont été placés dans des bocaux de verre stérilisés et réfrigérés sur place. En laboratoire, les échantillons sont soumis à un agent réactif (HNO_3) afin de solubiliser les éléments métalliques et, par la suite, la substance résiduelle est soumise pour dosage à un spectromètre de masse à source ionisante au plasma d'argon (ICP-MS) pour évaluer leur teneur. Ces analyses ont été effectuées par des laboratoires externes. Pour le reste des analyses, les échantillons ont été placés dans des sacs de plastique et ensuite séchés en laboratoire. Pour la granulométrie, les échantillons ont été analysés suivant les classes texturales du *Système canadien de classification des sols* (GTCS, 2002). La fraction sableuse a été obtenue par tamisage et les fractions fines (limon, argile) par la méthode de l'hydromètre (Bouyoucos). Pour les analyses du pH, la méthode utilisée est celle décrite dans Carter (1993) où l'on utilise une solution $CaCl_2$ (0,01M) pour un rapport sol: 1:2, alors que la concentration en carbone organique totale (COT) a été déterminée par la méthode de Yeomans et Bremner (1988).

Enfin, d'autres échantillons de sols (8 au total) ont été prélevés en surface (0-20 cm) dans nos sites d'étude, ainsi que dans deux autres zones boisées (WEN-1S, CLO-1S), situées à l'extérieur de nos sites, afin de déterminer les concentrations en métaux lourds, incluant les teneurs en aluminium. Les échantillons de sols ont été prélevés à l'aide d'une tarière manuelle et ensuite placés dans des bocaux stérilisés et réfrigérés sur place. Les procédures analytiques utilisées sont les mêmes que celles décrites précédemment.

(4) Laboratoires Maxxam Analytique Inc. et Biolab Inc.

RÉSULTATS

Concentration en plomb dans les cernes de croissance des frênes

En raison de la présence de couches d'hydrocarbures (C_{10} - C_{50}) contenus dans les sols des sites analysés, une attention particulière a été portée pour le plomb qui était utilisé notamment dans les essences automobiles avant 1990 (Gouvernement du Canada, LCPE, 1990). L'analyse des concentrations en plomb a été effectuée sur les sept spécimens de Frêne (*Fraxinus pennsylvanica* Marsh.), localisés dans les secteurs de Windsor, Richmond et Massawippi (tableau I, p. 410). Les spécimens analysés couvrent la période de pré-contamination (avant 1955), sauf le spécimen MAS-6, âgé de moins de 50 ans (tableau I). Pour le site de Windsor, on note que les concentrations en plomb enregistrées dans les spécimens WIN-2 et WIN-3 sont relativement faibles en début de la série chronologique (figure 3, ci-dessous). Pour le spécimen WIN-2, on observe des concentrations généralement stables entre 1945 et 1957 avec une concentration moyenne de 0,07 ppm. Trois hausses majeures sont enregistrées en 1958 et 1962 et une autre en 1968. La concentration du plomb s'élève de 0,07 à 0,62 ppm avec un taux moyen de 0,11 ppm entre 1958 à 1962. La hausse enregistrée en 1968 atteint 0,24 ppm et rechute rapidement en 1970 à une concentration de 0,04 ppm. La courbe dendrochimique du spécimen WIN-3 montre un patron différent de celui de WIN-2. Les teneurs expriment une tendance à la hausse tout au long de la série avec des variations interannuelles. On observe trois segments distincts des taux d'assimilation du plomb dans la courbe. Une première hausse est enregistrée en 1956 (0,34 ppm), suivi d'un accroissement marqué jusqu'en 1967 (0,61 ppm) et un troisième enrichissement important enregistré en 1987 avec une valeur maximale de 0,72 ppm.

FIGURE 3 CONCENTRATION DU PLOMB DANS LES CERNES DES ARBRES DES SEPT SPÉCIMENS DU FRÊNE DE PENNSYLVANIE

Les valeurs des courbes en tireté sont représentées sur l'axe droit des ordonnées. L'année 1990 marque la fin de l'usage du plomb dans les essences automobiles au Canada (Gouvernement du Canada, LCPE, 1990).

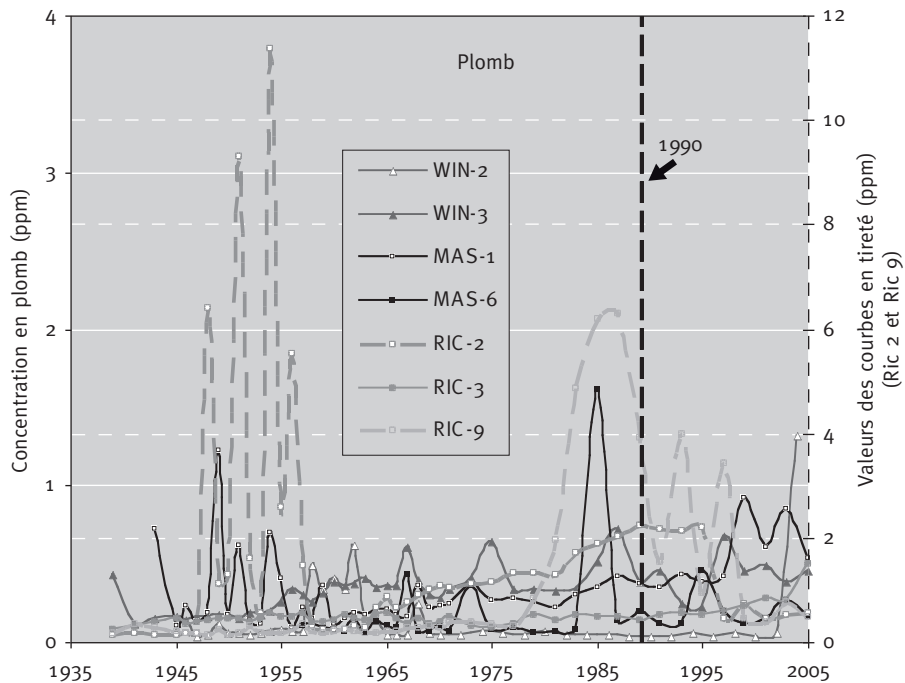


TABLEAU I Caractéristiques des sites d'échantillonnage et des spécimens d'arbres sélectionnés

Site	Windsor		Richmond			Massawippi	
	WIN-2	WIN-3	RIC-2	RIC-3	RIC-9 (arbre témoin)	MAS-1	MAS-6
Coordonnées géographiques en UTM (NAD 83)	732928E 5051683N	732928E 5051689N	724376E 5057125N	724314E 5057304N	724175E 5057482N	273294E 5022783N	273226E 5022660N
Âge du spécimen <i>Fraxinus pennsylvanica</i> Marsh.	74	91	68	75	67	64	49
Distance de la rive (m)	6	10	4	3,2	31	10	5,7
Diamètre (cm)	43,3	39,47	43,61	48,06	45,84	42,02	35,01
Hauteur (m)	20	21	16	18	18	18	16
Grand groupe de sol (GTCS, 2002)	Régosol cumulique (R.CU)		Régosol cumulique (R.CU)			Régosol cumulique (R.CU)	
Profondeur (cm)	32		165			90	
Concentration (mg/kg) des hydrocarbures (C ₁₀ -C ₃₀)	340		470			Aucune trace	
Classe texturale	Limon		Loam sableux			Sable bameux fin	
Profondeur de l'échantillon (cm)	20-40		80-100			200-220	
pH du sol (CaCl ₂)	6,10		5,50			4,71	
Carbone organique total	0,32		0,41			1,45	

TABLEAU II Concentration des métaux lourds dans la couche d'hydrocarbures des sols

Profil	mg/kg									
	Hydrocarbures (C ₁₀ -C ₃₀)	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	
RIC-2S	470	19,0	4,9	30	130	0,94	44	65	1 500	
RIC-3S	< 60	7	2,1	23	46	< 0,06	31	22	85	
RIC-9S	Aucune trace									
WIN-2S	340	2	0,2	17	26	< 0,02	26	12	60	
MAS-1S	< 60	4,5	0,2	20	63	< 0,02	31	16	93	
MAS-6S	< 87	5	0,5	23	29	< 0,02	36	13	75	

Pour les spécimens du site de Richmond (RIC-2 et RIC-3), les courbes dendrochimiques en plomb sont fort différentes de celles de Windsor. Pour le spécimen RIC-2, la courbe montre quatre pics majeurs au cours des années 1948, 1951, 1954 et 1956 (figure 3, p. 409). L'année 1954 indique la plus forte augmentation en plomb de l'arbre avec une concentration de 11,38 ppm. Pour le spécimen RIC-3, les concentrations en plomb restent faibles tout au long de la série, à l'exception d'une très légère augmentation à partir de 2001, correspondant à une valeur moyenne de 1,05 ppm de 2001 à 2005, alors que la moyenne de la série est de 0,49 ppm avec des valeurs minimales et maximales de l'ordre de 0,25 à 1,49 ppm. Sur le même graphique, on distingue la courbe dendrochimique de l'arbre témoin (RIC-9). Rappelons que ce spécimen se situe dans le même secteur que les spécimens RIC-2 et RIC-3 (site de Richmond), mais à plus d'une trentaine de mètres de la rive, soit en retrait de la zone de contamination par des hydrocarbures. La courbe dendrochimique du spécimen RIC-9 présente aussi des concentrations en plomb relativement faibles (< 0,4 ppm) tout au long de la série jusqu'en 1977. À partir de 1977, toutefois, les concentrations en plomb augmentent substantiellement pour atteindre une valeur maximale de 6,30 ppm en 1987, avec deux pics successifs en 1993 (3,98 ppm) et 1997 (3,44 ppm). Étant donné que le spécimen témoin se trouve en retrait de la zone de contamination, on doit envisager d'autres sources de contamination en plomb que celle provenant de la couche d'hydrocarbures.

Pour le secteur de Massawippi, les concentrations en plomb enregistrées dans les cernes de croissance des spécimens MAS-1 et MAS-6, montrent eux aussi des différences relativement marquées entre eux et avec les autres spécimens. Pour le spécimen MAS-1, on note des hausses en 1943, 1949, 1951 et 1954 avec des valeurs respectives de 0,72, 1,22, 0,61 et 0,70 ppm (figure 3, p. 409). Pour le spécimen MAS-6, la série présente quatre pics distincts en 1967, 1973, 1985 et 1995. Il faut noter une certaine similitude entre les courbes de MAS-6 et RIC-9 pour la période entre 1985-1990. Les niveaux en plomb pour le spécimen témoin (RIC-9) ont atteint des valeurs maximales de 6,17 et 6,30 ppm, entre 1985 et 1987, alors que le spécimen MAS-6 atteint une valeur maximale de 4,82 ppm en 1985.

Concentration en métaux lourds dans les arbres

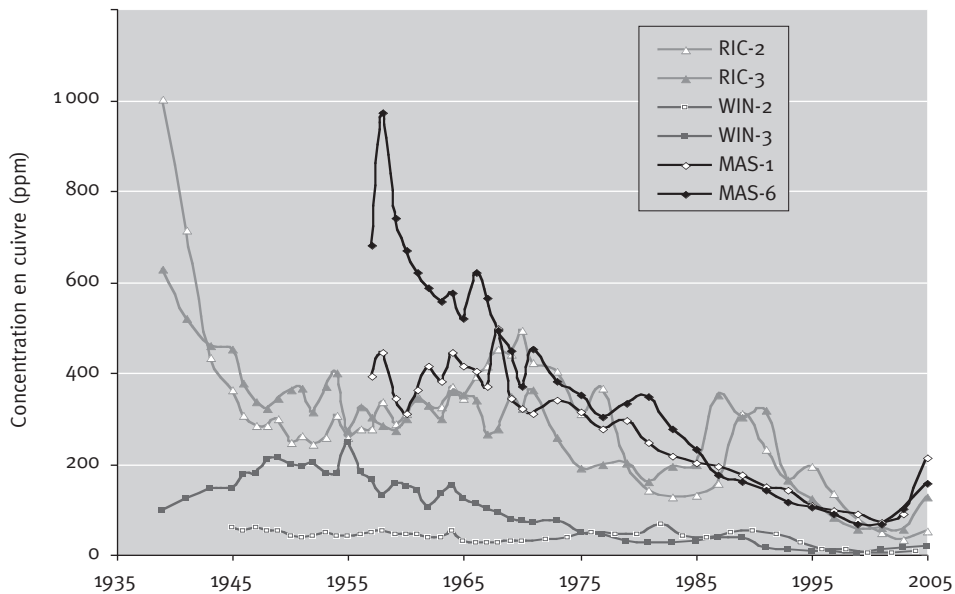
Les courbes dendrochimiques des métaux lourds sont relativement différentes entre les spécimens, bien qu'on observe certaines similarités. Pour illustrer ces divergences et ces similarités, plusieurs graphiques⁽⁵⁾ ont été élaborés en fonction des éléments chimiques spécifiques (Al, As, Cd, Cu, Ni et Zn), en regroupant les spécimens pour faciliter leur comparaison. Les courbes dendrochimiques qui se différencient nettement des autres courbes concernent les concentrations en cuivre enregistrées dans les six spécimens (figure 4a, p. 412). Les concentrations en Cu montrent une décroissance constante dès les années 1939, qui coïncide d'ailleurs avec la fermeture définitive de l'ancienne mine de cuivre de Eustis. À titre indicatif, on note une baisse majeure en cuivre dans les spécimens RIC-2 et RIC-3, passant respectivement de 1002,5 à 34,8 ppm (RIC-2) et de 628,5 à 57,4 ppm (RIC-3), entre la période de 1939 à 2003. Cette diminution des concentrations en cuivre est visible pour tous les spécimens analysés. Concernant l'aluminium, on observe une évolution temporelle contraire à celle du cuivre, c'est-à-dire une hausse constante des concentrations de cet élément dans plusieurs spécimens (figure 4b, p. 412). Les spécimens WIN-3 et RIC-3 sont particulièrement représentatifs de cette hausse fulgurante de l'aluminium, passant à des concentrations de 31,0 à 480,7 ppm pour le spécimen WIN-3, et de 19,9 à 386,5 ppm pour le spécimen RIC-3, entre 1939 et 2005. On note par ailleurs plusieurs pics successifs très marqués de l'aluminium dans le spécimen RIC-2, entre 1948 et 1956, avec une valeur maximale de 57 200,0 ppm en 1954. Ces pics coïncident d'ailleurs avec des fortes concentrations d'autres éléments (Ni, Pb et Zn) enregistrés par ce spécimen.

(5) Certains graphiques des concentrations en métaux lourds ne sont pas représentés dans l'article.

FIGURE 4a ET 4b

**CONCENTRATION DES MÉTAUX LOURDS DANS LES CERNES
DES ARBRES DES SITES D'ÉTUDE : a) CUIVRE et b) ALUMINIUM**

a) CUIVRE



b) ALUMINIUM

La courbe en tireté affiche les concentrations en aluminium pour le spécimen RIC-2 sur l'axe gauche des ordonnées.

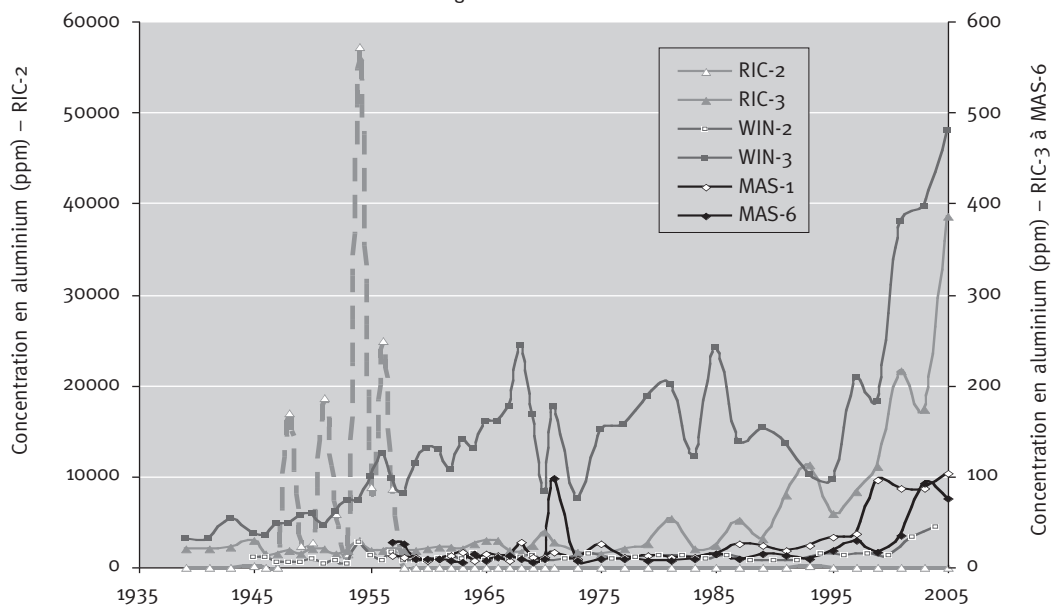
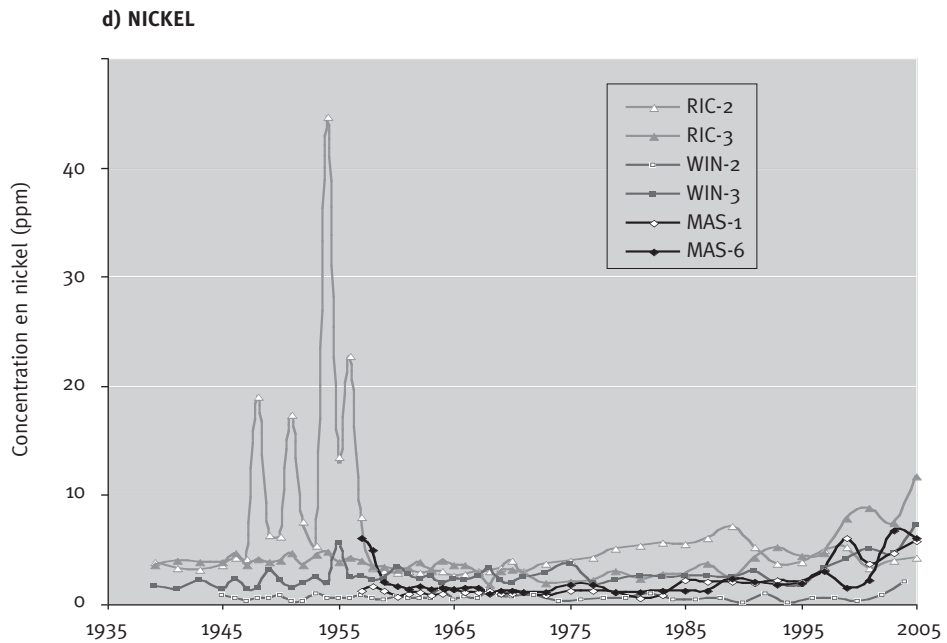
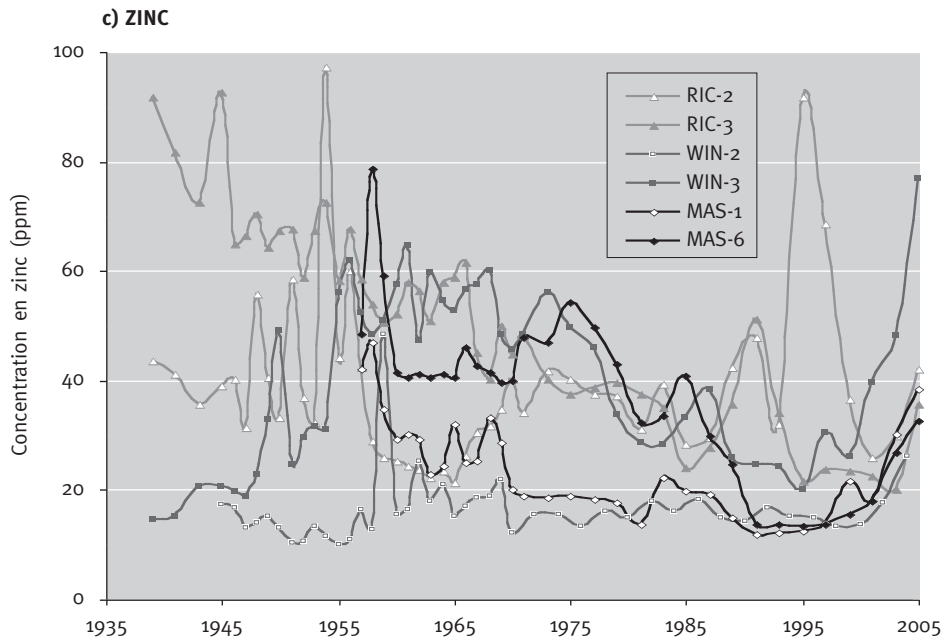


FIGURE 4c et 4d

**CONCENTRATION DES MÉTAUX LOURDS DANS LES CERNES
DES ARBRES DES SITES D'ÉTUDE : c) ZINC et d) NICKEL**



Les courbes des concentrations en zinc s'apparentent à celles de l'aluminium (figure 4c, p. 413), montrant une nette augmentation de l'élément zinc pour les spécimens RIC-2, RIC-3 et WIN-3, surtout à partir de 1985. Aussi, les pics successifs du zinc entre la période de 1948-1956 concordent parfaitement avec celles de l'aluminium pour plusieurs spécimens (RIC-2, RIC-3 et WIN-3), ce qui suggère des sources communes de pollution enregistrées par ces arbres. Les courbes dendrochimiques des concentrations en nickel présentent également des similarités avec celles de l'aluminium et du zinc, notamment en début des séries chronologiques (figure 4d, p. 413). On peut distinguer de nombreux pics identiques entre la période de 1948 et 1956. Ces similarités suggèrent différents événements ponctuels de pollution qui se sont produits à des intervalles successifs et qui ont été enregistrés par plusieurs spécimens. Ces nombreux pics correspondent d'ailleurs à ceux enregistrés pour le plomb pour la même période (figure 3, p. 409). Enfin, on note une légère hausse des concentrations en nickel surtout après 1985, tout comme le zinc et l'aluminium.

Concentrations des hydrocarbures et métaux lourds dans les sols

Les résultats obtenus pour l'analyse des concentrations des hydrocarbures (C_{10} - C_{50}) et des métaux lourds dans les profils des sites d'échantillonnage sont indiqués dans les tableaux I et II (p. 410). Les concentrations des hydrocarbures les plus élevées sont situées à Richmond (profil RIC-2S) et à Windsor (profil WIN-2S). On obtient des taux respectifs de 470 et 340 mg/kg pour ces deux profils. On peut noter également que les plus fortes concentrations en As, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn, proviennent du profil RIC-2S. Le cuivre, le plomb et surtout le zinc sont particulièrement élevés, ce qui pourrait signifier que cette couche d'hydrocarbures proviendrait possiblement d'un déversement distinct. Pour les autres profils, les concentrations en métaux lourds associés aux couches d'hydrocarbures sont relativement faibles et présentent des valeurs équivalentes entre elles. Enfin, on ne trouve aucune trace ou couche d'hydrocarbures dans le profil RIC-9S qui est situé à 31 mètres de la rive.

DISCUSSIONS

La présence du plomb dans les cernes de croissance

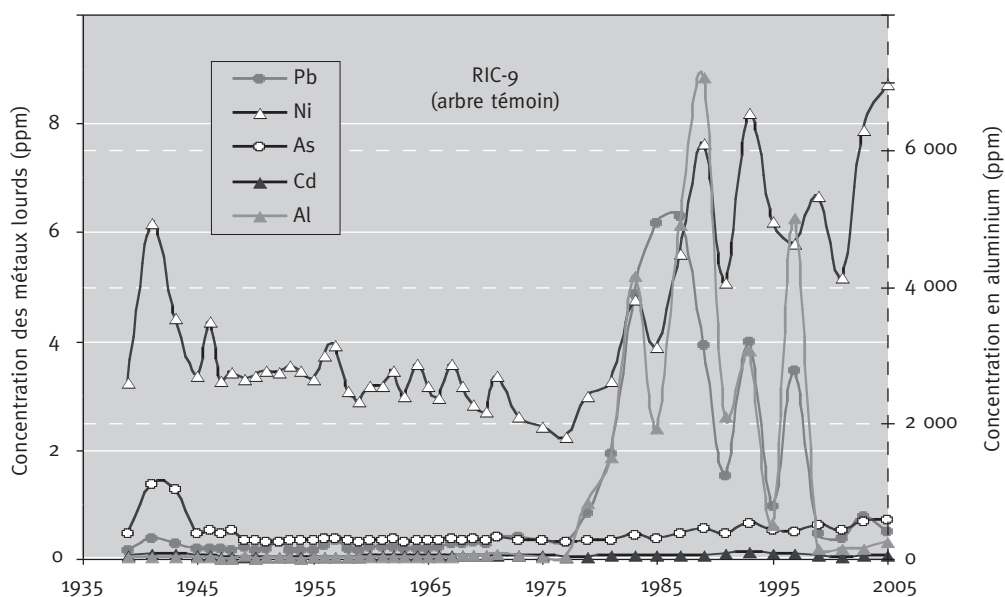
L'analyse des concentrations en plomb enregistrées dans les cernes des arbres ne permet pas d'identifier précisément les pics relatifs aux deux événements de contamination datés de 1955 et de 1963 dans les documents consultés. Bien qu'on distingue des pics multiples entre 1954 et 1964, qui pourraient être associés à ces deux événements, les pics enregistrés dans les arbres analysés ne concordent pas toujours parfaitement. On note, par exemple, une hausse des teneurs en plomb en 1958 dans le spécimen WIN-2, soit trois années après 1955. Par la suite, les teneurs en plomb rechutent et connaissent à nouveau une seconde hausse en 1968, soit cinq années après l'événement de 1963. La hausse de 1958 apparaît toutefois comme un signal clair de la réponse de l'arbre à un événement de contamination. Si la date de 1955 est valable, le décalage de trois ans pourrait s'expliquer par une réponse physiologique tardive de l'arbre et par la faible mobilité du plomb dans le xylème (Hagemeyer, 1993). Il est vrai qu'un délai de quelques années peut survenir entre l'épisode de contamination et l'apparition d'une réponse physiologique de l'arbre. Ces délais peuvent dépendre aussi d'un nombre considérable de facteurs, dont la bio-disponibilité des éléments traces métalliques (ETM) dans les sols, les caractéristiques physiologiques de l'arbre, la mobilité radiale des contaminants selon les espèces, l'âge des individus, la période de croissance, les conditions édaphiques et hydriques (Cutter et Guyette, 1993 ; Smith et Shortle, 1996). Il faut par ailleurs un certain niveau de contamination dans les sols (ou les nappes) pour constater les effets de l'assimilation des contaminants par l'arbre (Hagemeyer, 1993).

Tous ces facteurs peuvent donc jouer sur les signaux enregistrés par l'arbre suivant les niveaux de concentration des contaminants dans les sols⁽⁶⁾. En contrepartie, il faut signaler la présence élevée du plomb pour deux spécimens (RIC-2 et MAS-1) avant la période de 1958. On enregistre en effet des pics successifs dans les années 1948, 1951, 1954 et 1956, avec une distribution analogue pour les autres métaux lourds, dont l'aluminium, le zinc et le nickel. Ces signaux sont apparents également dans d'autres spécimens (RIC-3 et WIN-3). Ceci suggère des événements de contamination successifs et relativement majeurs pour être enregistrés dans plusieurs arbres.

La courbe dendrochimique du plomb de l'arbre témoin (RIC-9) fait ressortir certains éléments particuliers qui se démarquent des autres spécimens. D'une part, on ne détecte pas de concentrations significatives en plomb entre la période de 1948 et 1956. On note par contre une augmentation marquée du plomb après les années 1980 et qui s'accompagne d'une croissance constante de l'aluminium et du nickel (figure 5, ci-dessous). En comparant le profil des concentrations en plomb avec ces deux métaux (Al et Ni), on dénote plusieurs similarités qui suggèrent des sources communes de pollution, lesquelles pourraient être associées à des rejets atmosphériques, plutôt qu'à des sources polluantes provenant du transport fluvial. Il faut rappeler que ce spécimen est localisé à une trentaine de mètres de la rive. Ces apports atmosphériques pourraient provenir de sources industrielles ou urbaines (incinérateur par exemple), aussi bien locales que régionales. Le plus important parc industriel (industries lourdes, aluminerie) situé à proximité des sites d'étude est localisé à plus de 60 kilomètres au nord-est (Bécancour)⁽⁷⁾. À titre exploratoire, des échantillons de sols de surface (0-20 cm) ont été analysés suivant un axe NE-SO,

FIGURE 5 CONCENTRATIONS DES MÉTAUX LOURDS (Al, As, Cd, Ni, Pb et Zn) DE L'ARBRE TÉMOIN (RIC-9)

Les concentrations en aluminium apparaissent sur l'axe droit des ordonnées.



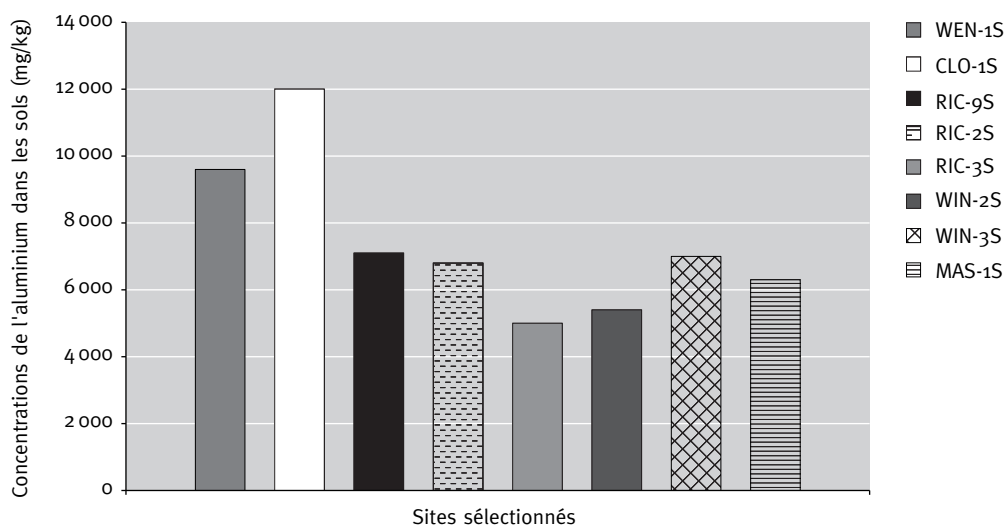
(6) Des travaux de caractérisation des sols sont en cours pour cette étude. Toutefois, des résultats préliminaires sont présentés dans un article récent (Saint-Laurent *et al.*, 2008b).

(7) Les premières installations d'usines de recyclage de l'aluminium du parc portuaire et industriel de Bécancour ont débuté leurs activités en 1985, avec une production de 40 000 tonnes métriques de résidus par année.

depuis ce site industriel jusqu'aux sites d'échantillonnage de Richmond, Windsor et Massawippi, incluant deux nouveaux sites boisés en milieu agricole (Saint-Wenceslas et Sainte-Clotilde-de-Horton). Ces analyses montrent que les sols situés plus près du parc industriel (soit WEN-1S et CLO-1S) ont des concentrations plus élevées en aluminium que les échantillons de sols (RIC-9S, RIC-2S, RIC-3S, WIN-2S, WIN-3S et MAS-1S) prélevés sur nos sites d'étude (figure 6, ci-dessous). Des données additionnelles seraient toutefois nécessaires pour être en mesure de confirmer si les concentrations des éléments Al, Ni et Zn détectés dans les spécimens d'arbres proviennent effectivement de ce site industriel, car la concentration de ces éléments pourrait aussi s'expliquer par une différence de la composition des sols naturels, tout au moins pour la teneur en aluminium.

FIGURE 6 CONCENTRATION DE L'ALUMINIUM DANS LES HORIZONS DE SURFACE (0-20 cm) DES SITES SÉLECTIONNÉS EN MILIEU BOISÉ

Les sites sont ordonnés en fonction de leur distance du parc industriel de Bécancour.



Comparaison des profils dendrochimiques entre les spécimens

L'analyse des courbes dendrochimiques des spécimens analysés suggère plusieurs événements de contamination successifs. La période entre 1948 et 1964 est caractérisée par de nombreux pics enregistrés de façon concomitante à plusieurs spécimens. Parallèlement, les années 1965 et 1985 sont aussi caractérisées par des pics communs à plusieurs arbres analysés. On note également une hausse des concentrations de plusieurs métaux (Al, Ni, Zn) après 1985. Étant donné la distance qui sépare les différents spécimens (plusieurs dizaines de kilomètres), on peut prétendre que divers événements de contamination se sont produits et ont été suffisamment importants pour que la plupart des spécimens les enregistrent. La hausse progressive mais constante de ces éléments métalliques, après l'année 1985, suggère par ailleurs des sources de pollution locales ou régionales suffisamment importantes pour être enregistrées par plusieurs spécimens. On note toutefois un certain décalage (1 à 4 ans parfois) entre les spécimens pour certains éléments métalliques détectés dans les cernes, ce qui pourrait correspondre à une réponse tardive de l'arbre à un événement de contamination. Enfin, il est probable aussi que d'autres événements de contamination que ceux recensés dans les documents consultés soient survenus le long des rivières Saint-François et Massawippi. Il faut se questionner, par ailleurs, sur l'origine de certains

métaux enregistrés dans plusieurs spécimens, tels que l'aluminium, le nickel et le zinc. Ces éléments pourraient provenir de rejets atmosphériques polluants, plutôt que du transport de contaminants par les rivières. C'est du moins ce que suggère le profil dendrochimique de l'arbre témoin (RIC-9) qui se situe à plus de trente mètres en retrait de la rive et qui a enregistré des concentrations importantes en aluminium après les années 1980 (figure 5, p. 415).

À titre indicatif, nous avons consulté une étude récente réalisée au Québec dans une région minière (Rouyn-Noranda) qui porte sur l'analyse dendrochimique de spécimens d'Épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP). Cette étude montre que les arbres situés à proximité (9 km) d'une fonderie (transformation des métaux cuivreux surtout) ont enregistré des concentrations maximales de 0,51 à 0,55 ppm pour le cadmium et de 0,79 et 0,92 ppm pour le plomb (Savard *et al.*, 2006). On estime que ces métaux lourds proviennent de rejets atmosphériques polluants de la fonderie. Les valeurs obtenues pour le plomb s'apparentent à celles enregistrées pour plusieurs de nos spécimens avec des valeurs moyennes de l'ordre de 0,46 et 0,95 ppm. Toutefois, les concentrations en plomb détectées dans les cernes de deux spécimens (RIC-2 et RIC-9) du secteur de Richmond, indiquent des valeurs nettement supérieures, soient des valeurs respectives de 11,38 et 6,30 ppm (figure 3, p. 409). Les concentrations en plomb mesurées pour ces spécimens apparaissent sur deux périodes distinctes, soit l'une qui s'étend entre 1948-1956 (RIC-2) et une autre entre 1979-1997 (RIC-9), lesquelles pourraient être associées à des événements importants de contamination. Pour le spécimen RIC-2, la forte concentration en plomb enregistrée dans l'arbre (11,38 ppm) pourrait provenir du sol contaminé en rive, qui indique le taux le plus élevé en plomb de tous les profils (figure 3, p. 409), alors que le plomb détecté dans l'arbre témoin (RIC-9) pourrait être associé à des rejets atmosphériques que l'arbre aurait absorbé par son système racinaire (ou radiculaire), et possiblement par son feuillage et l'écorce, bien que ses voies de pénétration sont considérées comme mineures, dans l'assimilation du plomb notamment (Ward *et al.*, 1974).

CONCLUSIONS

L'examen des courbes dendrochimiques ne permet pas d'identifier et de dater avec certitude les événements de contamination qui ont pu se produire le long des rivières Saint-François et Massawippi. On peut prétendre toutefois que les arbres ont enregistré de façon synchrone des hausses marquées pour certains métaux qui suggèrent des épisodes de contamination communs à plusieurs spécimens, notamment dans les années 1948, 1958 et 1968. Les éléments métalliques, dont Al, Cu, Ni, Zn et Pb, détectés dans les cernes de croissance des différents spécimens pourraient être associés aux déversements des hydrocarbures, ainsi qu'aux effets polluants de l'exploitation minière et d'autres sources polluantes provenant des industries localisées dans la région. Les contaminants détectés dans les cernes de croissance peuvent en effet provenir de sources multiples et peuvent être introduits dans l'environnement, soit par les eaux polluées (transport fluvial) qui contaminent les sols alluviaux, soit par des émissions atmosphériques polluantes, locales ou régionales. Enfin, l'ensemble des séries chronologiques des teneurs en métaux lourds des cernes des arbres présentent plusieurs éléments de similarité, dont une décroissance marquée du cuivre dans tous les spécimens et une hausse significative de plusieurs métaux dont l'aluminium, le zinc et le nickel. En contrepartie, l'analyse chimique des cernes de croissance montre certaines divergences entre les spécimens, lesquels doivent être examinés en lien avec les conditions environnementales de ces milieux riverains (inondations, mobilisation des sédiments lors de crues, conditions édaphiques, etc.). Cette variabilité doit être examinée aussi en lien avec les processus de mobilité et de disponibilité des éléments qui dépendent de plusieurs facteurs, dont les réponses physiologiques de l'arbre, les caractéristiques pédologiques

(acidité, texture, etc.) et les conditions hydrologiques et sédimentologiques qui peuvent varier sur de courtes distances. À la lumière des données obtenues, l'approche dendrochimique apparaît comme une méthode d'analyse qui doit être utilisée avec une certaine prudence et soutenue par d'autres analyses complémentaires (propriétés physico-chimiques des sols, mobilité des contaminants, analyses isotopiques, etc.) qui permettraient de dresser un portrait plus détaillé de l'état de la contamination des sites analysés. Les étapes éventuelles de cette recherche pourraient s'ouvrir vers une analyse systématique des propriétés physiques et chimiques des sols environnant les spécimens analysés (analyse comparative), tout en combinant l'étude avec des méthodes isotopiques qui permettraient d'identifier les sources probables des divers contaminants (notamment le plomb), en utilisant différents traceurs radiogéniques. Enfin, on peut penser qu'avec l'amélioration des techniques analytiques et l'emploi des méthodes isotopiques, les analyses dendrochimiques peuvent devenir un outil complémentaire dans l'analyse et le suivi des études environnementales.

Diane SAINT-LAURENT

UQTR, Géographie, Sciences de l'Environnement
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES
C.P. 500
TROIS-RIVIÈRES QC
CANADA, G9A 5H7
(diane.saint-laurent@uqtr.ca)

Julien ST-LAURENT

Environnement durable et Aménagement
VILLE DE TROIS-RIVIÈRES
TROIS-RIVIÈRES, QC
CANADA, G9A 5H3

Patricia DUPLESSIS

ENVIRONNEMENT CANADA
1141, route de l'Église
C.P. 10100
QUÉBEC, QC
CANADA, G1V 4H5

Francis BARIL

UQTR, Département de Chimie-Biologie
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES
C.P. 500
TROIS-RIVIÈRES, QC
CANADA, G9A 5H7

BIBLIOGRAPHIE

- BERRYMAN (D.), ST-ONGE (J.), GENDRON (A.), BROCHU (C.). — L'Impact d'anciens parcs à résidus miniers sur la qualité de l'eau et les communautés benthiques de la rivière Massawippi et des ruisseaux Eustis et Capel. — Québec : Ministère de l'Environnement, 2003. — 47 p.
- BINDLER (R.), RENGGER (I.), KLAMINDER (J.), EMTERYD (O.). — Tree rings as Pb pollution archives? A comparison of $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ isotope ratios in pine and other environmental media. — *Science of The Total Environment*, vol. 319, 2004, pp. 173-183.
- BUREAU DES RECHERCHES GÉOLOGIQUES ET MINIÈRES (BRGM). — Guide sur le comportement des polluants dans le sol et les nappes. — Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Direction de la Prévention et des Risques, France, 2001. (Éditions BRGM 300).

- CARTER (M.R.). — Soil Sampling and methods of analysis. — Canadian Society of Soil Science ; Boca Raton, Fl. : Lewis Publishers, 1993. — 823 p.
- CUTTER (B.E.), GUYETTE (R.P.). — Anatomical, chemical and ecological factors affecting tree species choice for dendrochemistry studies. — *Journal of Environmental Quality*, vol. 22, 1993, pp. 611-619.
- GOUVERNEMENT DU CANADA. MINISTÈRE DE LA JUSTICE. — LCPE. Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Règlement concernant la concentration de plomb dans l'essence, C.R.C., ch. 409. — Gouvernement du Canada, 1990. (<http://lois.justice.gc.ca/fr/ShowFullDoc/cr/DORS-90-247//fr>.)
- GROUPE DE TRAVAIL SUR LA CLASSIFICATION DES SOLS (GTCS). — Le Système canadien de classification des sols. — 3^e édition. — Ottawa, ON : Direction générale de la recherche, Ministère de l'Agriculture et Agro-Alimentaire du Canada, 2002. — 196 p. (Publication 1646).
- HAGEMEYER (J.). — Monitoring trace metal pollution with tree rings: a critical reassessment. *In*: Plants as biomonitors / B. Markert éditeur. — Weinheim, VCH, 1993. — pp. 541-563.
- KABATA-PENDIAS (A.). — Soil-Plant transfer of trace element – an environmental issue. — *Geoderma*, vol. 122, 2004, pp. 143-149.
- LAVOIE (L.), SAINT-LAURENT (D.), ST-LAURENT (J.). — Analyse pédologique et sédimentologique des sols alluviaux et paléols des terrasses d'inondation. — *Canadian Journal of Soil Science*, vol. 86, 2006, pp. 813-826.
- LÉVY (G.), BRÉCHET (C.), BECKER (M.). — Element analysis of tree rings in pedunculate oak heartwood: An indicator of historical trends in the soil chemistry, related to atmospheric deposition. — *Annales des Sciences forestières*, vol. 53, 1996, pp. 685-696.
- PADILLA (K.L.), ANDERSON (K.A.). — Trace element concentration in tree-rings biomonitoring centuries of environmental change. — *Chemosphere*, vol. 49, 2002, pp. 575-585.
- PAINCHAUD (J.). — État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Saint-François : faits saillants 2001-2003. — Québec : Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 2007. — 19 p.
- SAINT-LAURENT (D.), HÄHNI (M.), ST-LAURENT (J.). — Spatial distribution and characterization of contaminated soils in riverbanks of Saint-François and Massawippi Rivers (Southern Québec, Canada). — *Water Quality Resources Journal of Canada*, vol. 43, n° 2/3, 2008a, pp. 99-109.
- SAINT-LAURENT (D.), LAVOIE (L.), ST-LAURENT (J.), GHALEB (B.). — Use geopedological approach for the evaluation of sedimentation rates on river floodplains, southern Québec, Canada. — *Catena*, vol. 73, 2008b, pp. 321-337.
- SAVARD (M.M.), BÉGIN (C.), PARENT (M.), MARION (J.), SMIRNOFF (A.). — Dendrogeochemical distinction between geogenic and anthropogenic emissions of metals and gases near a copper smelter. — *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, vol. 6, 2006, pp. 237-247.
- SMITH (K.T.), SHORTLE (W.C.). — Tree biology and dendrochemistry. *In*: Tree Rings, Environment and Humanity, Radiocarbon / J.S. Dean, D.M. Meko, T.W. Swetnam Eds. — Tucson : University of Arizona, 1996. — pp. 629-635.
- ST-LAURENT (J.), SAINT-LAURENT (D.), DUPLESSIS (P.), MARION (J.). — Use dendrochronological and dendrochemical methods for dating hydrocarbon contamination of the Saint-François and Massawippi Riverbanks. — The Annual International Conference of Soils, Sediments Water & Energy, University of Massachusetts, Amherst, MA, USA, abstract/poster, October 15-18, 2007.
- VROBLESKY (D.A.), CLINTON (B.D.), VOSE (J.M.), CASEY (C.C.), HARVEZ (G.J.), BRADLEY (P.M.). — Ground water chlorinated ethenes in tree trunks: Cases studies, influence of recharge and potential degradation mechanism. — *Ground Water Monitoring and Remediation*, vol. 24, 2004, pp. 124-138.
- WARD (N.I.), BROOKS (R.R.), REEVES (R.D.). — Effect of lead from motor-vehicle exhausts on trees along a major thoroughfare in Palmerston North, New Zealand. — *Environmental Pollution*, vol. 6, 1974, pp. 149-158.
- YANOSKY (T.M.), HANSEN (B.P.), SCHENING (M.). — Use of tree rings to investigate the onset of contamination of a shallow aquifer by chlorinated hydrocarbons. U.S. Geological Survey. — *Journal of Contaminant Hydrology*, vol. 50, 2001, pp. 159-173.
- YEOMANS (J.C.), BREMNER (J.M.). — A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. — *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, vol. 19, 1988, pp. 1467-1476.

ESSAI DE LA DENDROCHIMIE SUR LE FRÊNE DE PENNSYLVANIE POUR LA DATATION D'ÉVÉNEMENTS DE CONTAMINATION EN ZONE RIVERAINE (SUD DU QUÉBEC, CANADA) [Résumé]

Les méthodes dendrochimiques sont de plus en plus utilisées pour reconstituer les événements de contamination qui se sont produits dans le passé, notamment des déversements accidentels de polluants dans les cours d'eau ou le long d'emprise ferroviaire, sur des terrains vagues et des friches ou encore des boisés riverains. La contamination peut être locale ou s'étendre sur plusieurs sites. On peut détecter parfois des quantités appréciables de polluants qui contaminent tout autant les sols, les nappes ou l'environnement immédiat. À cet égard, les arbres peuvent constituer des "archives environnementales" permettant de retracer les événements associés à la contamination des sites. Dans le cadre de cette étude, l'analyse dendrochimique est utilisée pour tenter de reconstituer les événements de contamination le long de deux rivières affectées par une pollution industrielle et minière. L'échantillonnage a été réalisé sur des frênes de Pennsylvanie (*Fraxinus pennsylvanica* Marsh.) localisés sur des rives boisées, contaminées par des hydrocarbures et des métaux lourds (Al, As, Cd, Cu, Ni, Pb et Zn). Les analyses dendrochimiques ont permis de retracer plusieurs pics avec des concentrations élevées de métaux détectés à travers les cernes de croissance des arbres. Sur les courbes dendrochimiques, on note que certains métaux sont en décroissance, dont le cuivre, alors que d'autres présentent des courbes ascendantes, dont l'aluminium et le zinc. Certains pics pourraient être associés à la contamination des sols alluviaux par le transport fluvial des eaux polluées et d'autres à des rejets atmosphériques polluants.

DENDROCHEMICAL TRIAL ON RED ASH FOR DATING CONTAMINATION EVENTS IN A RIPARIAN AREA (SOUTHERN QUEBEC, CANADA) [Abstract]

Dendrochemical methods are increasingly being used to reconstruct the contamination events that occurred in the past, in particular accidental leakage of pollutants into waterways or along railroads, on waste or fallow land, or in riparian forests. At times, contamination is localised whereas in other cases several sites are impacted. Noticeable amounts of pollutants are sometimes detected and have a corresponding effect on the soil, groundwater and immediate environment. In this respect, trees can act as "environmental archives" that retrace the events associated with the contamination of the sites. For the purposes of this study, dendrochemical analysis is used to attempt to reconstruct the contamination events along two rivers that have been subject to industrial and mining pollution. Sampling was performed on red ash (*Fraxinus pennsylvanica* Marsh.) growing on the forested banks, contaminated by hydrocarbons and heavy metals (Al, As, Cd, Cu, Ni, Pb and Zn). The dendrochemical data retraced several pollution peaks with high concentrations of metals detected in the growth rings of the trees. It is apparent on the dendrochemical graphs that some metals are on the decline, e.g. copper, whereas others are increasing, e.g. aluminium and zinc. Some of these peaks may be associated with the contamination of the floodplains by polluted water moving down the river whereas others are probably attributable to releases of air pollutants.
